第 37 卷第 4 期
2017 年 2 月

生 态 学 报
ACTA ECOLOGICA SINICA

Vol.37,No.4
Feb.,2017

DOI: 10.5846/stxb201606291295

王航,秦奋,朱筠,张传才.土地利用及景观格局演变对生态系统服务价值的影响.生态学报,2017,37(4):1286-1296.

Wang H, Qin F, Zhu J, Zhang C C.The effects of land use structure and landscape pattern change on ecosystem service values.Acta Ecologica Sinica,2017, 37(4):1286-1296.

土地利用及景观格局演变对生态系统服务价值的影响

王 航[1,2,3],秦 奋[1,*],朱 筠[1],张传才[1]

1 黄河中下游数字地理技术教育部重点实验室,开封 475004

2 河南大学环境与规划学院,开封 475004

3 韩山师范学院旅游管理与烹饪学院,潮州 521041

摘要:基于 1990—2013 年土地利用数据和统计年鉴数据,构建 CPI 指数修订生态系统服务价值(ESV)系数,并进行淮河上游土地利用结构及空间格局的时空演变特征分析和 ESV 评价研究,探讨 ESV 对土地利用结构和格局变化的响应关系。结果表明:(1)淮河上游区域 ESV 整体呈上升趋势,1995—2005 年 ESV 出现波动下降,在 2010 年前后明显上升,2010—2013 年 ESV 增值高于其他时段;(2)ESV 增量呈现山地>丘陵区>平原区的地形梯度效应,且其生态增值主要来源于林地和水域贡献;(3)ESV 与土地利用时空变化和土地景观格局丰度和聚集度变化存在明显相关,说明了合理的土地利用开发方式及适当的开发速度将有助于改善生态系统服务,开发过程要兼顾地类优势,避免地类斑块过度破碎化;(4)CPI 指数修订 ESV 系数方法,能够消除时间序列内物价变动因素,使得计算结果更贴近实际 ESV,提高了多个时期生态系统服务评价的准确性和可比性。

关键词:生态系统服务价值;土地利用变化;景观格局;时空分异;淮河上游

The effects of land use structure and landscape pattern change on ecosystem service values

WANG Hang[1,2,3], QIN Fen[1,*], ZHU Jun[1], ZHANG Chuancai[1]

1 *Laboratory of Geospatial Technology for the Middle and Lower Yellow River Regions*, *Kaifeng* 475004, *China*

2 *College of Environment and Planning*, *Henan University*, *Kaifeng* 475004, *China*

3 *School of Tourism Management and Culinary Arts*, *Hanshan Normal University*, *Chaozhou* 521041, *China*

Abstract: It is important to study the effect of land use change on ecosystem service value (ESV). Most previous studies have tended to directly use the ecosystem service equivalent value to calculate the ESV and then have compared multi period ESVs. Because of the use of different price bases, even if the value of the same ecosystem is assessed using multi period ESVs, the conclusions can be very different, which means there has to be a deviation evaluation. In order to improve the accuracy of these comparisons, we developed a Consumer price index(CPI) revised ESV coefficient method for multi period ESV computation. The upper reaches of the Huaihe River was used as a case study to estimate the spatial distribution and dynamics of ecosystem services. In this study, we used the land use and statistical yearbook data to investigate how the spatial-temporal evolution of land use structure and spatial patterns affect the ESV. The results showed that (1) the ESV generally showed an increasing trend in the study region. Between 1995 and 2005, the ESV decreased, but then increased significantly around 2010. Furthermore, the increase from 2010 to 2013 was higher than that for any other period. (2) The ESV increase was higher in mountain areas than in hilly areas, and the increase in hilly areas was higher than that in the plains, which shows a topographical gradient effect. The increase was mainly because of the contributions made by forest and

基金项目:国家科技支撑计划项目(2013BAC05B01);河南省重大科技专项(121100111300);潮州市科技支撑项目

收稿日期:2016-06-29; **修订日期:**2016-09-05

*通讯作者 Corresponding author.E-mail: qinfun@ 126.com

water ecosystems. (3) There were significant correlations between the ESV and land use change and Aggregation index (AI) and Number of patches(NP)landscape pattern indexes. These correlations show that a reasonable model for land use development and an appropriate development rate will help enhance ecosystem services. The development process should take into account the advantages that different land types can offer so that excessive fragmentation of land type patches can be avoided. (4) A method that uses the CPI index to revise ESV coefficients means that the values more closely reflect the actual ESV and improve multi-period ecosystem service evaluation comparability and accuracy.

Key Words: ecosystem services value; land use change; landscape pattern; spatial-temporal heterogeneity; the upper reaches of the Huaihe River

在经济高速发展的影响下,土地资源的交易和占用愈发活跃,促使土地使用类型和利用方式快速转变[1,2],对生态系统服务价值(ESV, Ecosystem Services Value)产生了显著影响[3]。自 1997 年 Costanza 在《Nature》提出 ESV 估算原理及方法后[4],我国学者开始寻找更适合于中国 ESV 评估的方法。比较有代表性研究有:欧阳志云等[5]综合运用生态学及经济学方法,探讨了大区域生态服务功能的内涵与评价方法。陈仲新等[6]、毕晓丽等[7]采用 Costanza 等人提出的生态系统类型单位价值对中国生态系统功能与效益进行了价值估算。何浩等[8]结合遥感技术计算了 2000 年中国陆地 ESV。谢高地等[9]参考 Costanza 等人部分成果,同时综合中国专业人士的生态问卷调查结果,建立了中国陆地生态系统单位面积服务价值表,在此基础上,于 2006 年对中国 500 位具有生态学背景的专业人员进行问卷调查,得出新的生态系统服务评估单价体系[10],并于 2015 年进行修订[11],构建了年内逐月和空间上分省的时空动态当量因子表。虽然后续也有不少学者进行 ESV 方法的改进与应用研究[12-13],其实质仍以谢高地等于 2003 年提出的基于单位面积价值当量表为基础进行。

由于计算 ESV 的价格基础不同,出现基于单位面积 ESV 当量的计算结果远远高于基于单位面积价值量的计算结果[6,11,14],直接弱化 ESV 在土地管理实践中的应用[15]。张舟等[15]通过分析 Zang 等[16]两种 ESV 当量下的 ESV 变化情况,发现 ESV 对当量参数敏感性小的特点,并认为边际变化方法可用于 ESV 变化研究。因此,现有文献常对两个时期 ESV 做差值,进而讨论 ESV 的时序演变情况[8,12,17]。事实上,在排除各 ESV 当量系数影响敏感性小情况下,单位面积价值成为引起 ESV 变化的主要因子。现有单位面积价值用研究区主要粮食单位面积产值的 1/7 进行替代,该部分计算并未考虑物价上涨因素,造成后续进行边际变化分析的 ESV 时序差值仍不是同一定基,从而导致即使生态系统实际价值相同也会表现出以评估年份价格为表征的价值量不同现象[11,14],直接影响边际变化分析结果准确性。另外,已有研究基于土地面积进行 ESV 变化研究,更多关注于土地资源面积变化问题,而忽略土地利用面积变化所引发的结构与格局的变化[8,13],特别是土地利用过程变化。即使一些学者研究农地非农化的代价性损失[18],仍未对土地利用时空变化过程与 ESV 变化的影响关系进行分析与探讨。

淮河流域地处我国南北气候过渡带和中原腹地。至 2010 年,流域以不足全国 13%的耕地面积和 19%的播种面积,承载了全国 20.4%的乡村人口,生产了全国 23%的粮食,提供了全国 14%的农业产值[19]。在此自然资源敏感性和经济需求迫切性并存的背景下,本研究选取淮河上游区域,进行土地利用及景观格局演变对 ESV 影响机理研究,提出基于单位面积生态系统服务价值 CPI(居民消费价格指数)系数修订方法,并结合 ESV 损益方法,进行 ESV 过程变化研究。旨在从宏观和微观空间尺度上,定量评估土地利用变化引发的生态效应,以期为淮河上游未来土地资源可持续利用和社会经济可持续发展提供理论和方法支持。

1　研究区概况及研究方法

1.1　研究区概况

淮河上游处于我国南北气候的过渡带。在气候区划中,以淮河和苏北灌溉总渠为界,北部属暖温带半湿

润地区,南部属亚热带湿润区,年平均气温为 11—16℃,并呈现出自南向北逐渐递减趋势。流域内降水时空分布特征明显,具有南多北少,山区高于平原,年内降水多发生于汛期,年际降水量变化大的特点。淮河上游南部由西向东依次为桐柏山和大别山,山地丘陵占优势,海拔 1000m 以上的中山面积约 2000km^2,海拔 1000m 以下的低山丘陵面积近 30000km^2[20]。淮河上游北部主要为平原,是我国重要的粮食、棉花、油料生产基地,农业生产水平和土地利用率较高。

淮河上游流域包括信阳市、平顶山市、南阳市和驻马店市部分地区,为便于社会经济资料的获取、分析及成果的应用,本文把政区面积 60%以上在淮河上游流域边界内的县(市、区)纳入研究范围。

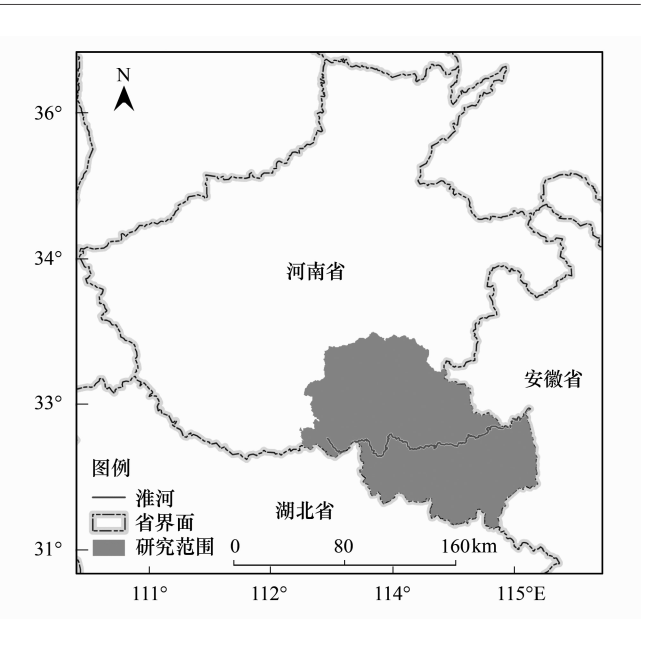


图 1 研究区位置示意图

Fig.1 Sketch map in the study area

1.2 数据来源

研究所用流域行政区划数据和 6 个年份的土地利用数据,均来自于国家科技基础条件平台——国家地球系统科学数据共享平台——黄河下游科学数据中心,30m DEM 数据来源于中国科学院数据云平台。计算各生态系统单位面积服务价值所用耕地数据、粮食产值数据来源于 1990 年、1995 年、2000 年、2005 年、2010 年和 2013 年河南统计年鉴。消除物价上涨所用的 CPI 指数数据,来源于国家统计局网站。土地利用数据源为 landsatTM 影像,采用人机交互解译方法获得,数据准确率达到 90%,满足研究需要。

1.3 数据处理方法

土地利用数据主要借助于 ENVI 5.1 和 ArcGIS 10.2 平台进行影像处理和空间分析计算,景观指数采用 Fragstats 4.2 软件进行获取,参与计算的栅格数据单元为 30m×30m。相关系数计算基于 SPSS 统计软件。土地利用变化分析所用到的变化率、转移矩阵计算公式参照文献 17,景观格局指数计算方法详细说明参照文献 22。下面着重介绍生态服务价值修订及计算方法。

(1)生态服务价值

$$\mathrm{ESV} = \sum_{k=1}^{n} A_k VC_k \tag{1}$$

式中,ESV 为研究区生态系统服务总价值(元);n 为土地利用类型的数量;A_k为研究区内土地利用类型 k 的分布面积(km^2);VC_k为第 k 类土地利用类型的 ESV 系数,即单位面积上土地利用类型 k 的 ESV(元 km^{-2} a^{-1})。

在式(1)的基础上,得出 ESV 损益计算公式:

$$P_{ij} = (VC_i - VC_j)A_{ij} \tag{2}$$

式中,P_{ij}为第 i 类土地利用类型转化为第 j 类土地利用类型后的 ESV 损益;VC_i,VC_j分别为第 i、j 类土地利用类型的 ESV 系数;A_{ij}为第 i 类土地利用类型转化为第 j 类土地利用类型面积。

(2)单位面积 ESV 修订

$$a_i = \mathrm{CPI}/100 \tag{3}$$

$$\frac{a_1}{a_0} \times \frac{a_2}{a_1} \times \frac{a_3}{a_2} \times \cdots \times \frac{a_n}{a_{n-1}} = \frac{a_n}{a_0} \tag{4}$$

$$VC_k = VC_k' \times \frac{a_n}{a_0} \tag{5}$$

$$VC_K' = 当量 \times 单位面积价值 \tag{6}$$

式中,CPI 为居民消费指数;a_i 为去除单位 CPI,$\frac{a_1}{a_0}$为第一期环比 CPI,$\frac{a_n}{a_0}$为现期同比定基 CPI;当量数据参考文献表 1[14];单位面积价值为研究区当年主要粮食作物单位面积产值的 1/7。

2　土地利用结构和空间格局时空变化分析

2.1　土地利用结构的时间变化特征分析

土地利用变化主要从土地利用类型面积变化和变化速率两个方面进行。由表 1 可以看出,23 年间研究区建筑用地面积比例持续上升,耕地和草地面积呈下降趋势。至 2013 年底,耕地占研究区 67.2%的面积,仍据主导地位,草地所占比例由 1990 年的 3.02%下降至 2013 年 2.16%。以每 5a 为间隔计算各时间段的土地利用综合变化动态度,分别得到 0.48%(1990—1995 年)、0.36%(1995—2000 年)、0.09%(2000—2005 年)、0.38%(2005—2010 年)和 0.11%(2010—2013 年),从中发现,1995 年以前是一个地类快速转化的时期,1995 年之后地类变化速度减慢,2005 年之后逐渐加速转化。

表 1　淮河上游 1990—2013 年土地利用类型构成及变化率

Table 1　Land use structure and the changing rate of the upper reaches of the Huaihe River from 1990 to 2013

土地类型 Land use type	土地利用类型构成 Land use type structure/%						土地利用变化率 Land use change rate/%				
	1990	1995	2000	2005	2010	2013	1990—1995	1995—2000	2000—2005	2005—2010	2010—2013
耕地 Framland	69.51	70.23	69.89	69.56	67.71	67.2	0.21	-0.10	-0.09	-0.53	-0.25
林地 Forestland	16.38	17.74	16.29	16.23	17.63	17.62	1.67	-1.64	-0.07	1.72	-0.02
草地 Grassland	3.02	1.19	2.23	2.61	2.16	2.16	-12.11	17.44	-0.64	-0.01	-0.06
水域 Waters	2.86	2.28	3.01	3.31	3.26	3.26	-4.07	6.36	2.01	-0.27	0
建筑用地 Build-up land	8.23	8.55	8.59	8.74	9.24	9.77	0.79	0.09	0.37	1.13	1.91
未利用地 Unused land	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

表 2 地类转移矩阵说明了 1990—2013 年各地类的互转情况,其中,B%为初期转出比重,C%为末期转入比重。23 年间耕地转出面积最大,为 1801.11km²,按转出面积多少依次为:草地 379.82km²,林地 340.61km²,水域 63.51km²,建筑用地 31.46km²;转出比重最大的为草地,转出率为 34.52%,其次为耕地 7.12%。转入面积最大的为建筑用地,达 1034.93km²,转入率为 16.66%,其他地类依次为:林地 791.10km²,耕地 496.34km²,水域 229.73km²和草地 64.35km²。因为未利用地本身基数小,微小的数量变化都会导致较大的比重差异,23 年间只有耕地有少量转为未利用地外,未利用地并未发生其他变化,因此,忽略未利用地的转移分析。

表 2　淮河上游 1990—2013 年土地利用转移矩阵

Table 2　Land use Transfer matrix of the upper reaches of the Huaihe River from 1990 to 2013

土地利用类型 Land use type	耕地 Cultivated land	林地 Forest land	草地 Grass land	水域 Waters	建筑用地 Build-up land	未利用地 Unused land	转出合计 Transfer-out summation	1990 年
耕地/km²	23513.08	641.03	17.01	180.62	962.38	0.06	1801.11	25314.19
B%	92.89	2.53	0.07	0.71	3.80	0.01	7.12	100.00
C%	96.08	2.62	0.07	0.74	3.93	0.01		
林地/km²	235.07	5624.54	42.09	24.09	39.36	0.00	340.61	5965.15
B%	3.94	94.29	0.71	0.40	0.66	0.00	5.71	100.00
C%	3.66	87.67	0.66	0.38	0.61	0.00		
草地/km²	196.84	133.92	720.61	20.83	28.24	0.00	379.82	1100.43
B%	17.89	12.17	65.48	1.89	2.57	0.00	34.52	100.00
C%	25.08	17.06	91.80	2.65	3.60	0.00		
水域/km²	43.74	10.34	4.49	979.43	4.95	0.00	63.51	1042.94

续表

土地利用类型 Land use type	耕地 Cultivated land	林地 Forest land	草地 Grass land	水域 Waters	建筑用地 Build-up land	未利用地 Unused land	转出合计 Transfer-out summattion	1990 年
B%	4.19	0.99	0.43	93.91	0.47	0.00	6.09	100.00
C%	3.68	0.87	0.38	82.41	0.42	0.00		
建筑用地/km^2	20.69	5.83	0.75	4.18	2964.12	0.00	31.46	2995.58
B%	0.69	0.19	0.03	0.14	98.94	0.00	1.05	100.00
C%	0.08	0.16	0.02	0.12	83.34	0.00		
未利用地/km^2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	0.00	0.10
B%	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	100.00	0.00	100.00
C%	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	62.50		
转入合计/km^2 Transfer-in summattion	496.34	791.10	64.35	229.73	1034.93	0.06		
C%	3.92	12.33	8.20	17.59	16.66	37.50		
2013 年/km^2	24009.42	6415.64	784.96	1209.15	3999.05	0.16		36418.38

B%:初期转出比重;C%:末期转出比重

2.2 土地利用变化的空间变化特征分析

借助于 ENVI 5.1 对两个时期的土地利用类型图进行土地利用变化监测制图,找出变化区域,并在 ArcGIS 中按 5 种坡度类别统计,得出表 3。表 3 表明随坡度增加,各地类转移量均有明显下降,并呈现地类自然属性效应。其中,耕地转林地,草地转林地两类转移更多发生在 6—15°坡度区间。而林地转耕地、耕地转建筑用地则更多发生在 0—2°区域。

表 3 淮河上游 1990—2013 年土地转移区域坡度统计

Table 3 Land transfer regional slope statistics of the upper reaches of the Huaihe River from 1990 to 2013

地类转移 Land type transfer	不同坡度转出面积 The area come from different slope transfer-out					
	0—2°	2—6°	6—15°	15—25°	≥25°	合计
耕地转林地 Cultivated land transfer to forest land	147.38	98.87	165.05	128.37	101.36	641.03
耕地转草地 Cultivated land transfer to grass land	8.07	4.22	3.52	1.05	0.16	17.01
耕地转水域 Cultivated land transfer to waters	128.56	42.41	8.61	0.92	0.13	180.62
耕地转建设用地 Cultivated land transfer to build-up land	658.47	266.87	32.22	3.82	1.00	962.39
耕地转未利用地 Cultivated land transfer to unused land	0.01	0.00	0.01	0.00	0.03	0.06
林地转耕地 Forest land transfer to cultivated land	80.60	69.32	66.37	15.26	3.51	235.07
林地转草地 Forest land transfer to grass land	7.33	4.54	11.83	9.89	8.50	42.10
林地转水域 Forest land transfer to waters	8.49	6.83	6.72	1.64	0.42	24.09
林地转建筑用地 Forest land transfer to build-up land	12.45	9.55	10.09	4.69	2.60	39.36
草地转耕地 Grass land transfer to cultivated land	70.84	68.56	49.49	6.65	1.30	196.85
草地转林地 Grass land transfer to forest land	29.05	24.80	48.01	23.01	9.06	133.93
草地转水域 Grass land transfer to waters	5.27	1.46	0.10	0.00	0.00	6.83
草地转建筑用地 Grass land transfer to build-up land	9.31	9.27	5.65	2.60	1.41	28.24
水域转耕地 Waters transfer to cultivated land	27.12	13.61	2.77	0.23	0.02	43.75
水域转林地 Waters transfer to forest land	4.34	3.37	1.94	0.55	0.14	10.34
水域转草地 Waters transfer to grass land	2.92	1.28	0.27	0.02	0.00	4.50
水域转建筑用地 Waters transfer to build-up land	2.80	1.67	0.39	0.08	0.02	4.96
建筑用地转耕地 Build-up land transfer to cultivated land	2.24	9.55	6.21	1.66	1.02	20.69
建筑用地转林地 Build-up land transfer to forest land	1.15	2.89	1.37	0.31	0.12	5.83
建筑用地转草地 Build-up land transfer to grass land	0.27	0.32	0.14	0.02	0.00	0.75
建筑用地转水域 Build-up land transfer to waters	2.36	1.43	0.37	0.02	0.01	4.18
未利用地转水域 Unused land transfer to waters	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

根据表 1 和表 3,平缓区域的耕地不断转为建设用地,而草地、林地又补给耕地,造成耕地不断向山区扩

张现象。该现象在 2005 年之前尤为明显,2010 年左右出现耕地转林地、耕地转水域现象,林地、水域面积有所增加,说明为了维护生态效应开始退耕还林、还草这样一个人类生态修复重建过程。

2.3 景观格局时空演变分析

景观指数高度浓缩景观格局信息,能够反映景观结构组成和空间配置等方面特征[21],是定量描述景观格局演变及生态过程影响的重要方法[22]。由于对斑块的分析常常是以地类为单位,分析某类型景观的斑块特征,因此,本文选取类别层次的地类形状指标(FARC)和斑块聚合度指标(AI),景观层次的蔓延度(CONTAG)、Shannon 景观多样性(SHDI)、Shannon 均匀度(SHEI)和散布与并列指标(IJI)进行研究区 23 年景观格局变化分析。

从图 2 各地类 FARC 指数来看,历年耕地分维数最高,表明耕地斑块形状不规则程度最高,原因是:耕地分布最广,且转出量最多,导致破碎程度高,但其面积大(67%以上),所以仍显示出高的聚合度。从时间演变来看,耕地、草地、建筑用地、林地斑块形状随时间推移愈加不规则,水域和未利用地形状则呈相反发展趋势;林地在 2010 年后聚合度下降、而水域和草地呈高的聚集状态。

从表 4 景观尺度指标来看,研究区 CONTAG 呈逐年下降趋势,由 1990 年的 68.10 降为 2013 年的 67.59。SHDI、SHEI 和 IJI 均逐年上升,且 IJI 上升幅度高于 SHDI,SHDI 高于 SHEI,这是水域、草地等地类形状指标趋于规则、聚集程度上升共同作用的结果。SHDI 和 SHEI 值上升,表明 23 年间地类破碎现象一直在延续,优势地类不断减弱,地类分布复杂化。CONTAG 逐年下降,即为优势度下降所导致的景观间连接性和通达性的下降。

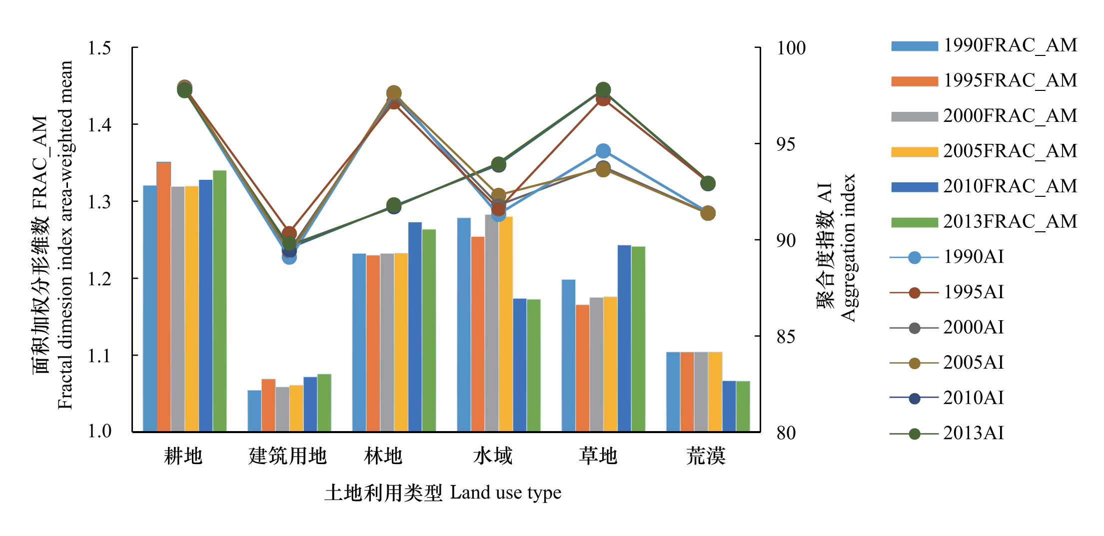


图 2　淮河上游 1990—2013 年不同土地利用类型 FRAC_AM 和 AI 指数变化分析

Fig.2　Changing analysis different land use FRAC_AM and AI index at the upper reaches of the Huaihe River from 1990 to 2013

表 4　淮河上游 1990—2013 年景观格局指数表

Table 4　The landscape pattern index table of the upper reaches of the Huaihe River from 1990 to 2013

景观指数 Landscape index	1990	1995	2000	2005	2010	2013
CONTAG	68.1046	68.0436	68.022	67.7877	67.8589	67.5849
IJI	49.8598	49.8612	49.891	50.1076	51.2142	51.2435
SHDI	1.5616	1.563	1.5665	1.5789	1.6173	1.6329
SHEI	0.5512	0.5514	0.5529	0.5573	0.5595	0.565

CONTAG:蔓延度,contagion;IJI:散布与并列指数,interspersion juxtaposition index;SHDI:香农多样性,shannon′s diversity index;SHEI:香农均匀度,shannon′s evenness index

3 ESV 变化分析

生态系统的异质性、生态系统服务的复杂性,造成 ESV 测量困难性[15]。Gret-Regamey[23] 等认为 ESV 研究不是给区域生态环境加上一个准确的、绝对的价格标签,而是探讨单位自然资产增加或减少时其服务价值的边际变化,进而探讨一种合理的土地利用格局。已有研究表明,边际变化分析更适合于研究 ESV 变化[24-26]。

3.1 ESV 时间变化特征分析

参照河南省 1990—2013 年统计年鉴,进行主要粮食作物播种面积及产值的计算。在此基础上,根据各年份 CPI 和式(3)—(6),得到剔除通货膨胀部分的单位面积价值,结合各生态系统面积数据和式(1),计算研究区各年份 ESV(表 5)。

表 5 淮河上游 1990—2013 年 ESV 时间变化表

Table 5 The time variation of ESV of the upper reaches of the Huaihe River from 1990 to 2013

生态系统服务 Ecosystem services		各年份 ESV Each year ESV/10^8元					
		1990	1995	2000	2005	2010	2013
供给服务	食物生产	27.36	22.39	22.81	19.27	31.31	38.80
Provisioning service	原料生产	12.94	9.59	10.66	8.98	14.78	18.34
	水资源供给	-6.17	-10.20	-4.94	-3.40	-5.12	-6.42
调节服务	气体调节	34.93	27.89	28.83	24.31	40.77	50.67
Rrgulating service	气候调节	54.92	42.67	44.99	38.01	66.38	82.67
	净化环境	20.23	15.20	16.89	14.70	25.51	31.75
	水文调节	126.26	95.25	111.08	103.24	182.00	225.49
支持服务	土壤保持	38.83	28.39	31.86	26.85	44.69	55.50
Support service	维持养分循环	4.90	3.95	4.05	3.42	5.65	7.01
	生物多样性	23.73	17.67	19.51	16.52	27.81	34.73
文化服务 Cultural service	美学景观	11.42	8.37	9.43	8.03	13.40	16.74
合计 Total		349.34	261.16	295.18	259.92	447.18	555.27

由表 5 可知,1995—2005 年 ESV 波动下降,2005 年后呈明显上升趋势。11 种生态系统服务功能亦呈现上述年际变化特征。其中调节服务功能增值最多,其次为支持服务功能,分别增加 154.24 亿元和 29.79 亿元。结合表 6,6 类 ESV 在 1995—2005 年间均有不同程度下降,2005 年之后明显上升。林地、水域和农田是 ESV 的主要构成部分,23 年间,水域增值最大,增值 97.55 亿元,其次为林地、农田,分别增加 72.70 亿元和 39.12 亿元,湿地为唯一负增长项,减少 4.64 亿元。

表 6 淮河上游 1990—2013 年各生态系统 ESV 表

Table 6 The ESV of the upper reaches of the Huaihe River from 1990 to 2013

生态系统 Ecosystem	各年份 ESV Each year ESV/10^8元					
	1990	1995	2000	2005	2010	2013
农田 Farmland	101.50	80.36	84.45	71.09	113.62	140.62
林地 Forest land	127.25	105.55	105.54	88.99	160.39	199.95
草地 Grass land	14.70	4.23	9.42	7.67	12.77	15.90
水域 Waters	89.42	62.90	82.45	81.94	151.66	186.97
湿地 Wet land	16.47	8.12	13.30	10.22	8.75	11.83
荒地 Waste land	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
合计 Total	349.34	261.16	295.18	259.92	447.18	555.27

根据表 1 和表 6,水域和林地所占区域面积比例分别为 3.26%、17.62%,ESV 贡献量却占有 33.67% 和

36.00%,表明水域和林地是引起 ESV 提升的主要土地利用类型。耕地、草地面积的减少,其 ESV 却在增加,这一现象的产生在于研究区主要粮食单位产值的增加,致使各生态系统单位面积价值增加,抵消了面积减少带来的负面效应。

3.2 生态系统服务损益分析

基于式 2 和 1990—2013 年土地转移矩阵进行 ESV 损益计算,得到表 7。由表 7 可知 23 年间,ESV 增加 205.93 亿元,主要由农田转为林地、农田转为水域带来的生态系统服务增值构成;所有地类转水域均为正流向,增值 178.52 亿元。ESV 损失主要由林地、草地、水域转农田造成,林地转农田损失最多,达 138.05 亿元。所有地类转建筑用地均呈负流向,损失 80.34 亿元,该部分损失主要由农田转建设用地构成。整体来看,1990—2013 年 ESV 呈收益大于损失情况,生态增值主要来源于林地和水域生态价值贡献。

表 7　淮河上游 1990—2013 年 ESV 损益矩阵

Table 7　The ecosystem services profit or loss maxtrix values of the upper reaches of the Huaihe River from 1990 to 2013

土地利用类型 Land use type	农田 Farmland	林地 Forest land	草地 Grass land	水域 Waters	建筑用地 Build-up land	总计 Total
农田 Farmland/10^8元	0.00	127.97	26.16	82.22	-38.32	198.03
林地 Forest land/10^8元	-73.91	0.00	-16.51	36.64	-35.35	-89.14
草地 Grass land/10^8元	-78.85	48.35	0.00	24.77	-0.55	-6.27
水域 Waters/10^8元	-53.22	-17.15	-5.24	0.00	-6.13	-81.74
建筑用地 Build-up land/10^8元	67.92	51.99	30.25	34.89	0.00	185.06
总计 Total/10^8元	-138.05	211.16	34.66	178.52	-80.34	205.93

3.3 ESV 空间变化特征分析

从研究区地形分布来看,沿西北-东南向,由南至北,依次呈山地、丘陵、平原三个梯段,图 3 各县市 ESV 亦呈现梯段变化规律:山区面积居多的泌阳县、桐柏县、信阳市、罗山县、新县和商城县 6 个时期的 ESV 普遍最高,丘陵面积居多的确山县、光山县、潢川县和固始县 6 个时期的 ESV 较高,平原区域的县市 ESV 较低。其中,汝南县因其水资源丰富,ESV 偏高于其他平原区域县市。各县市 1995 年和 2005 年 ESV 均呈明显低谷区,2005 年之后增值迅速,2010 年之后,山区县市仍呈高速增长趋势,其他区域县市 2013 年 ESV 基本与 2010 年相平。驻马店市是唯一的负增长区域,究其原因,城市建设迅速,地类多样性下降严重。

结合表 7 和图 3,23 年间生态系统服务总值增加,增值主要来源于林地与水域生态价值贡献,而林地与水域的分布多依赖于地形因素,因此出现生态系统服务总值增加,但又空间分布不平衡现象,且耕地不断被转移为建筑用地所造成的负面效应已经呈现,因此未来应更加重视自然资源保护和生态服务价值的空间均衡化,使得人人得以享受生态环境改善所带来的增值服务。

4 ESV 与土地类型变化、土地景观变化的响应关系分析

4.1 土地利用变化与 ESV 变化的相关性分析

采用研究区 1990 年、1995 年、2000 年、2005 年、2010 年和 2013 年 6 个年份的一级地类面积与相应 ESV 进行相关性分析,相关系数为 0.35,在 0.10 水平上达到显著。表明经过 CPI 单位价值系数修正后的 ESV 与 6 大地类面积存在一定的相关性。那么 6 大地类的空间分布情况与其 ESV 存在怎样的相关性?以各县市为统计单元(图 3),以 1990 年和 2013 年的土地利用面积变化量与 ESV 变化量进行相关性分析,其中,变化量为前、后两个时期的差值,两组变化量的相关系数为 0.38,在 0.01 水平上达到显著,相关程度明显高于两个总量的相关性,表明 ESV 在随面积变化影响的基础上,主要受地类面积的空间分布影响。那么地类的时空演变过程是否与 ESV 存在一定联系?仍以县市为统计单元,以 1990 年和 2013 年的土地利用变化率与 ESV 变化率进行相关性分析,变化率参照文献[17](式(3-3))获得,相关系数为 0.28,在 0.05 水平上达到显著。该值略低于 ESV 与空间分布变化量相关性,表明地类变化的时间效应对 ESV 的影响程度要低于地类的空间位置变化。

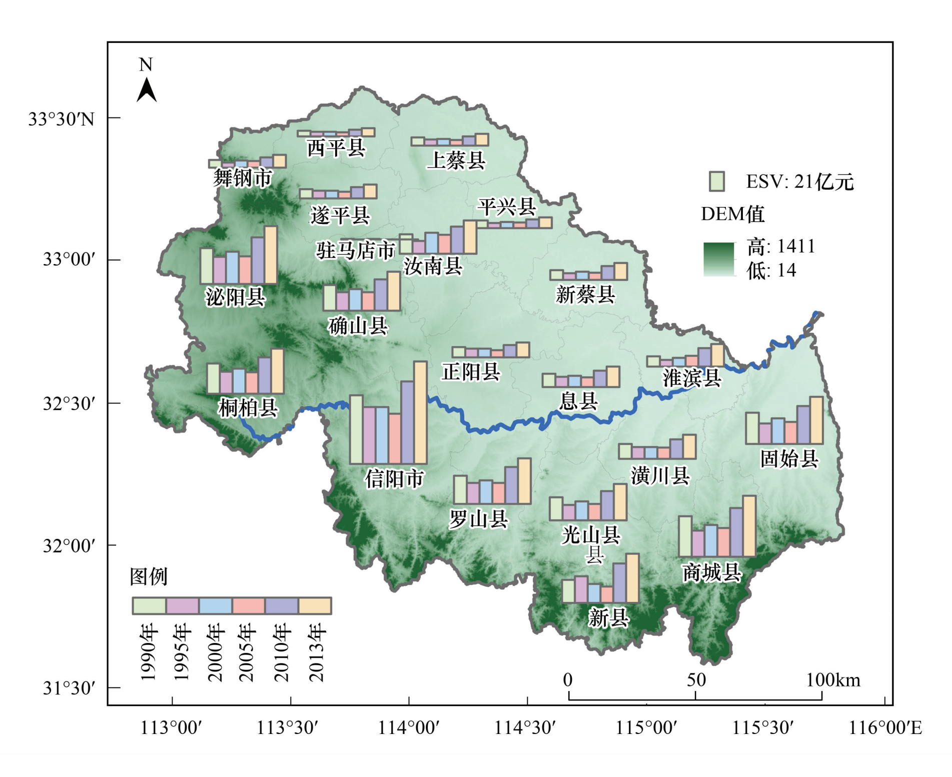


图 3 淮河上游 1990—2013 年各县市 ESV 空间分布图

Fig.3 The spatial distribution of ESV in each counties of the upper reaches of the Huaihe River from 1990 to 2013

但研究区地形差异大，处于南、北气候交接带，自古以来是我国重要的粮食、棉花、油料生产基地，农业生产水平和土地利用率较高，各地类转移频繁，不同地类的景观指数与 ESV 又表现为怎样的相关性？基于此，以下从土地景观格局角度，分析不同地类景观指标与 ESV 的响应关系。

4.2 景观格局变化与 ESV 变化的相关性分析

利用 Fragstats 4.2 软件进行斑块个数（NP）、斑块平均面积（AREA_MN）、最大斑块所占景观面积的比例（LPI）、形状（SHAPE_MN）、形状维数（FRAC_MN）、聚集度（AI）6 个景观指数的计算，分别得到出 6 期农田、林地、草地、水域、湿地和荒地 6 个地类的景观指数。在此基础上，对 6 个地类的每个指数与各期 ESV 进行相关性分析。得出下表：

表 8 淮河上游 1990—2013 年景观格局指数与 ESV 相关性

Table 8 The relevance of landscape pattern index and ESV at the upper reaches of the Huaihe River from 1990 to 2013

景观指数 Landscape index	斑块数量 NP	面积平均 AREA_MN	最大斑块指数 LPI	斑块形状指数 SHAPE_MN	分形维 FRAC_MN	聚集度 AI
相关系数 Correlation coefficient	0.73**	0.35*	0.35*	-0.09	-0.34*	0.56**

** 0.01 水平上显著相关；* 0.05 水平上达到显著

表 8 表明 ESV 与景观丰度和地类聚集度存在明显相关性，与地类斑块大小相关性偏弱，与各斑块形状复杂程度呈较强负相关性，说明了景观破碎化对 ESV 的影响程度。

4.3 ESV 时空变化的影响因素分析

已有研究表明，土地利用变化影响生态系统服务，但对影响的过程和机理认识仍然不足[27]。相关分析是定量研究空间关系问题，分析空间格局的重要方法和有效手段。运用相关系数量化土地利用指标与 ESV 的关系，有助于凸现 ESV 动态变化规律，进而探讨构建更为合理的生态系统空间格局。研究表明：（1）ESV 与地类空间分布相关性显著，表 3 和图 3 的空间变化一致性亦验证了该结论，也与胡和兵等[28]和欧阳志云等[5]研究结果相一致。均表现为受地形地貌影响的水热条件好、利于植被生长的区域，其生态系统的单位面积价值

量较高,而往往这些区域景观多样性和生态完整性也较好,因此 ESV 与 NP 和 AI 亦呈明显相关性。(2)ESV 与地类年际变化相关性偏高。从表 1 可知,1995—2005 年地类转移最为频繁,大面积耕地转为建筑用地,而林地和草地转出补给耕地,2010 年后,部分耕地转出为林地和草地。而 ESV 在相应年份分别出现波动下降,和明显上升趋势(表 6),两者时间节点变化一致。虽然林地与水域面积比例小(表 1),受 ESV 当量影响,两者对区域 ESV 总值贡献比重大,成为 ESV 的关键“热点”区[28-29]。也验证了,对于不同类型的生态系统,面积变化与其 ESV 相关性偏弱这一结论。(3)ESV 与 AREA_MN 和 LPI 相关性偏高,与 FRAC_MN 存在负相关,与郝芳华等[30]研究结果相一致。这是因为,23 年间景观破碎化在逐年加重,景观优势度逐年降低,这一现象在 1995 年左右表现最为明显(图 3),生态系统“热点”区域不断被破坏,也说明了人为活动是影响土地景观格局的主要因素,而城镇扩张引发生态用地的减少往往是导致 ESV 总值损失的主要原因[31]。(4)研究地类结构和格局时空演变特征,细化地类结构、格局指标,并按各指标与 ESV 的相关程度进行梳理,分析自然和人为因素在 ESV 过程变化中的作用机理,较好的克服了已往评价尺度过大,评价内容过泛[28],结论针对性不强的问题。成为探究土地利用变化下生态系统服务响应特征研究的一种有益尝试。今后仍需加强土地利用、景观空间格局、CPI 对最终的 ESV 影响定量判定研究,以深入揭示土地利用变化对生态系统服务的影响过程。

5　结论

ESV 与地类的的空间分布属性相关性最为显著,与地类的变化速度相关偏弱;ESV 与土地景观异质性和破碎性相关性显著,对景观的形状特征相关性偏弱。

采用生态系统价值损益分析方法,使价值变化更多关注在自然资源的过渡性损失方面,弥补了现有生态系统服务在过程变化评价方面的欠缺,更利于评价结果在土地利用实际管理中的运用。

采用 CPI 指数修订 ESV 系数,能够消除时间序列内各年份物价上涨带来的价值变化,避免了价格影响下的 ESV 研究结果不尽一致问题,使得计算结果更贴近实际生态系统价值,提高了多时间序列生态系统服务评价的准确性和可比性。

致谢:感谢国家地球系统科学数据共享平台——黄河下游科学数据中心(http://henu.geodata.cn)提供数据支撑。

参考文献(References):

[1]　de Groot R. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. Landscape and Urban Planning, 2006, 75(3/4): 175-186.

[2]　Rockström J, Steffen W, Noone K, Persson Å, Chapin S, Lambin E F, Lenton T M, Scheffer M, Folke C, Schellnhuber H J, Nykvist B, de Wit C A, Hughes T, van der Leeuw S, Rodhe H, Sörlin S, Snyder P K, Costanza R, Svedin U, Falkenmark M, Karlberg L, Corell R W, Fabry V J, Hansen J, Walker B, Liverman D, Richardson K, Crutzen P, Foley J A. A safe operating space for humanity. Nature, 2009, 461(7263): 472-475.

[3]　蒋小荣, 李丁, 李智勇. 基于土地利用的羊河流域生态服务价值. 中国人口·资源与环境, 2010, 20(6): 68-73.

[4]　Costanza R, D'arge R, de Groot R, Farber M, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'neill R V, Paruelo J, Raskin R G, van den Belt M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 1997, 387(6630): 253-260.

[5]　欧阳志云, 王效科, 苗鸿. 中国陆地生态系统服务功能及其生态经济价值的初步研究. 生态学报, 1999, 19(5): 607-613.

[6]　陈仲新, 张新时. 中国生态系统效益的价值. 科学通报, 2000, 45(1): 17-22.

[7]　毕晓丽, 葛剑平. 基于 IGBP 土地覆盖类型的中国陆地生态系统服务功能价值评估. 山地学报, 2004, 22(1): 48-53.

[8]　陈美球, 赵宝苹, 罗志军, 黄宏胜, 魏晓华, 吕添贵, 许莉. 基于 RS 与 GIS 的赣江上游流域生态系统服务价值变化. 生态学报, 2013, 33(9): 2761-2767.

[9]　谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 郑度, 李双成. 青藏高原生态资产的价值评估. 自然资源学报, 2003, 18(2): 189-196.

[10]　谢高地, 甄霖, 鲁春霞, 肖玉, 陈操. 一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法. 自然资源学报, 2008, 23(5): 911-919.

[11]　谢高地, 张彩霞, 张雷明, 陈文辉, 李士美. 基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法改进. 自然资源学报, 2015, 30(8):

1243-1254.

[12] 刘金勇，孔繁花，尹海伟，闫伟姣，孙常峰，许峰. 济南市土地利用变化及其对生态系统服务价值的影响. 应用生态学报，2013，24(5)：1231-1236.

[13] 徐丽芬，许学工，罗涛，朱高儒 马宗文. 基于土地利用的生态系统服务价值当量修订方法——以渤海湾沿岸为例. 地理研究，2012，31(10)：1175-1184.

[14] Shi Y，Wang R S，Huang J L，Yang W R. An analysis of the spatial and temporal changes in Chinese terrestrial ecosystem service functions. Chinese Science Bulletin，2012，57(17)：2120-2131.

[15] 张舟，吴次芳，谭荣. 生态系统服务价值在土地利用变化研究中的应用：瓶颈和展望. 应用生态学报，2013，24(2)：556-562.

[16] Zang S Y，Wu C S，Liu H，Na X D. Impact of urbanization on natural ecosystem service values：A comparative study. Environmental Monitoring and Assessment，2011，179(1-4)：575-588.

[17] 李小燕. 陕南汉江水源地土地利用时空动态与生态效应测评[D]. 西安：陕西师范大学，2014.

[18] Tan R，Qu F T，Heerink N，Mettepenningen E. Rural to urban land conversion in China：How large is the over-conversion and what are its welfare implications? China Economic Review，2011，22(4)：474-484.

[19] 治淮宣传中心. 第十六届海峡两岸水利科技交流研讨会主题报告：淮河流域规划与治理. 淮河水利网，(2015-04-15)[2016-07-30]. http://www.hrc.gov.cn/detail? model=00000000000000006575&documentid=49658

[20] 余国忠，文喆. 淮河上游流域山丘区生态环境问题及其研究. 信息师范学院学报：自然科学版，1996，9(2)：177-181.

[21] 邬建国. 景观生态学——格局、过程、尺度与等级. 北京：高等教育出版社，2000.

[22] 许倍慎. 江汉平原土地利用景观格局演变及生态安全评价[D]. 上海：华东师范大学，2012.

[23] Grêt-Regamey A，Bebi P，Bishop I D，Schmid W A Linking GIS-based models to value ecosystem services in an Alpine region. Journal of Environmental Management，2008，89(3)：197-208.

[24] Turner R K，Paavola J，Cooper P，Farber S，Jessamy V，Georgiou S. Valuing nature：Lessons learned and future research directions. Ecological Economics，2003，46(3)：493-510.

[25] Bateman I J，Mace G M，Fezzi C，Atkinson G，Turner K. Economic analysis for ecosystem service assessments. Environmental and Resource Economics，2011，48(2)：177-218.

[26] Fisher B，Turner R K，Morling P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. Ecological Economics，2009，68(3)：643-653.

[27] 许倍慎，周勇，徐理，于雷，吴文斌. 湖北省潜江市生态系统服务功能价值空间特征. 生态学报，2011，31(24)：7379-7387.

[28] 胡和兵，刘红玉，郝敬锋，安静. 城市化流域生态系统服务价值时空分异特征及其对土地利用程度的响应. 生态学报，2013，33(8)：2565-2576.

[29] 胡和兵，刘红玉，郝敬锋，安静. 城市化对流域生态系统服务价值空间异质性的影响——以南京九乡河流域为例. 自然资源学报，2011，26(10)：1715-1725.

[30] 李双成，刘金龙，张才玉，赵志强. 生态系统服务研究动态及地理学研究范式. 地理学报，2011，66(12)：1618-1630.

[31] Loomis J，Kent P，Strange L，Fausch K，Covich A. Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin：results from a contingent valuation survey. Ecological Economics，2000，33(1)：103-117.